DOI:10.11931/guihaia.gxzw202305020

针阔凋落叶混合分解过程中可溶性有机碳释放的动态特征

李 勋[1]， 张 艳[1]， 宋思梦[1]， 周 扬[1]， 张 健[2*]

(1. 四川民族学院，横断山区生态修复与特色产业培育研究中心，四川 康定 626001；2. 四川农业大学林学院生态林业研究所，生态林业工程重点实验室，长江上游生态安全协同创新中心，成都 611130)

摘 要: 为了调整低效马尾松(*Pinus massoniana*, P)人工纯林的林分结构，探明其与乡土阔叶树种凋落叶混合分解过程中的可溶性有机碳(DOC)释放规律。该研究以马尾松、香樟(*Cinnamomum camphora*, C)和香椿(*Toona sinensis*, T)的凋落叶为研究对象，将其按照不同树种和质量比例组合为 15 个处理(3 个单一树种处理 + 12 个混合处理)后进行野外凋落叶分解实验，探讨 DOC 释放最佳的凋落叶树种组合以及混合比例。结果表明：(1) 马尾松和大部分混合处理凋落叶(除了 PT64)在分解初期(0~6 个月)的 DOC 含量均显著升高，出现富集现象，之后随着分解时间的延长而降低，在分解中后期(12~18 个月)或分解末期(18~24 个月)再次出现小幅度的碳富集现象。阔叶所占比例越高其后期 DOC 含量越低。(2) 分解前期(0~6 个月)凋落叶 DOC 释放的拮抗效应较强(58.33%)，仅有 8.33%(1/12)的混合处理表现出协同效应。之后(6~18 个月)其协同效应逐渐增强(18 个月, 91.67%)，分解末期(18~24 个月)凋落叶的协同效应有所减弱(66.67%)。在所有混合处理中，PT64 在整个分解期间均出现协同效应，其次为 PT73、PCT622 以及 PCT613 在大部分分解时期(3/4)出现协同效应。(3) 偏最小二乘法(PLS)回归分析表明，凋落叶初始质量因子中 N 含量、P 含量、木质素含量、缩合单宁含量、C/N、C/N、木质素/N 以及木质素/P 是影响本研究区域中凋落物 DOC 释放的重要因素。总体而言，马尾松与阔叶凋落叶混合后的 DOC 释放受到树种、混合比例及分解时间的共同影响。相对于其他混合处理，阔叶占比 ≥ 30%且含有香椿(T)的混合凋落叶组合(PT64、PCT613、PCT622 以及 PCT613)更能促进 DOC 的释放。

关键词: 马尾松，乡土阔叶树种，混合凋落叶，可溶性有机碳，协同效应，拮抗效应

中图分类号: Q945.1　　　　**文献标识码:** A

Dynamic characteristics of DOC release from the mixed leaf litter decomposition of coniferous and broad-leaved tree spieces

LI Xun[1], ZHANG Yan[1], SONG Simeng[1], ZHOU Yang[1], ZHANG Jian[2*]

(1. *Research Center for Ecological Restoration and Characteristic Industry Cultivation in*

基金项目: 四川省科技计划项目(2023NSFSC1168)；四川省科技支撑计划项目(12ZC0017)；甘孜州科技计划项目(220030)资助。

第一作者: 李勋(1990-)，博士，副教授，主要从事马尾松低效人工林改造研究，(Email)502780405@qq.com。

[*]**通信作者:** 张健，硕士，教授，主要从事长江中上游地区低效人工林改造和地力提升研究，(E-mail) sicauzhangjian@163.com。

Hengduan Mountains Region, *Sichuan Minzu College*, Kangding 626001, Sichuan, China; 2. *Key Laboratory of Forestry Ecological Engineering in Sichuan, Collaborative Innovation Center of Ecological Security in the Upper Reaches of Yangtze River*, *Sichuan Agricultural University*, Chengdu 611130, China)

Abstract: In order to adjust the structure of inefficient *Pinus massoniana* forest and explore the dynamic changes for DOC during the mixed decomposition process of *P. massoniana* and native broad-leaved tree species. Our research focuses on the leaf litter of *P. massoniana*, *Cinnamomum camphora* and *Toona sinensi*, and combine them into the 15 treatments (3 single tree treatments + 12 mixed treatments) according to different tree species combinations and mass ratios, and then conducted field decomposition experiments to further explore the optimal combination for DOC release. The results showed that: (1) DOC content of *Pinus massoniana* and most of mixed treatments (except for PT64) significantly increased during the early stages of decomposition (0−6 months), leading to carbon enrichment. The DOC content of leaf litter decreased with the extension of decomposition time, and also exhibit carbon enrichment in small degree during the middle to late stages of decomposition (12−18 months) or the late stages of decomposition (18−24 months). Mixed leaf litter showed that the higher the proportion of broad leaves, the lower the DOC content in the later stage. (2) The antagonistic effect of DOC release rate in the early stage of decomposition (0−6 months) was strong (58.33%), and its synergistic effect gradually strengthened (91.67%) after 6−18 months. But the synergistic effect of leaf litter weakened (66.67%) during the late stage of decomposition (18−24 months). Among all mixed treatments, PT64 exhibited synergistic effects throughout the entire decomposition period, followed by PT73, PCT622 and PCT613(3/4). (3) Partial Least-Squares Regression (PLS) showed that N content, P content, lignin content, condensed tannin content, C/N, C/N, lignin/N, and lignin/P were important factors affecting the release of DOC from litter in this study area. Overall, the DOC release from mixed *P. massoniana* and broad-leaved litter was affected by tree species, mixing ratio and decomposition time. Among all of the mixtures, PT64, PT73, PCT622 and PCT613 showed strong synergistic effects for DOC release.

Key words: *Pinus massoniana*, native broad-leaved tree species, mixed litter, dissolved organic carbon, synergistic effects, antagonistic effects

凋落叶源可溶性有机碳(dissolved organic carbon, DOC)是森林物质循环的重要组分和土壤活性碳库的重要来源(Bradford et al., 2016)，对维持森林生态系统稳定性以及林地有机物生产具有重要意义(Li et al., 2017; Wan et al., 2019)。研究凋落叶分解过程释放的 DOC 特性对于维持森林生态系统稳定性和准确科学评估生态系统碳循环具有重要的意义。而林地树种组成不同将会导致凋落叶种类差异，进而直接影响森林土壤的物质组成和养分积累(Masuda et al., 2022)。相对于针叶树种，阔叶树种凋落叶的 DOC 数量较多(Lin, et al., 2010; Joly et al., 2016; Wu et al., 2021)。一方面是因为阔叶树凋落叶中的可溶性化合物（如糖类、低分子酚类化合物和次生代谢产物等）高于针叶树种(Lin, et al., 2010; Joly et al., 2016; Wu et al., 2021)，如阔叶树凋落叶可释放高浓度的可溶性氮(N)、磷(P)等养分决定了阔叶凋落叶淋溶液中 DOC 与可溶性养分的比例较高(Mastný et al., 2018)。另一方面凋落叶的结构（如表面是否具有蜡质和绒毛）以及持水能力也是影响 DOC 数量的重要因素(Joly et al., 2016; Rosenfield et al., 2020)。针叶树具有更为厚实的表皮和皮下组织对凋落叶中的组织和物质有一定的保护作用，而阔叶树硬度较低且更易破碎，更有利于凋落叶中可溶性物质的淋出，使得阔叶树的可溶性

物质较针叶树种更容易淋出(Don & Kalbitz, 2005; 丁翊东等，2021)。可见针叶树种由于本身“基质质量”的影响其 DOC 的释放和产量。而如何提高凋落叶分解速率和 DOC 产量对于森林生态系统养分循环具有重要意义。

近年来，学者们对针阔凋落叶混合分解特征、养分变化特征开展了较多研究。如张晓曦等(2019)发现云杉(*Picea asperata*)与红桦 (*Betula albo-sinensis*)凋落叶混合后提升了彼此的分解速率(分解率分别提高了 8.67%和 8.11%)。肖玲艳(2015)研究发现，分解后期尾巨桉(*Eucalyptus urophylla*× *Eucalyptus grandis*)与刺槐(*Robiniapseudoacacia*)凋落叶混合分解的碳的释放率显著高于单种尾巨桉凋落叶。张艳等(2022)发现马尾松与香椿凋落叶混合对提高纤维二糖水解酶和 β-葡萄糖苷酶活性有促进作用，而与檫木和香樟凋落叶混合对提高多酚氧化酶和过氧化物酶活性有促进作用。凋落叶混合分解存在混合效应(李宜浓等，2016)。不同物种凋落叶源的 DOC 混合会对 DOC 生物降解性产生非加性效应 (García-Palacios et al., 2016)。非加和性效应以观测值和预期值之间存在显著性差异且大于零为协同效应(synergistic effects)，反之则为拮抗效应(antagonistic effects)(李宜浓等，2016)。例如一些植物凋落叶的淋溶液因其富含酚类、单宁等次生代谢产物对细菌的生长和代谢具有抑制作用，因此，与具有抑制活性的淋溶液的凋落叶混合会降低其他物种凋落叶的 DOC 生物降解性表现出拮抗效应(Zheng et al., 2014.)。森林凋落叶通常以混合的形式存在于地表，混合凋落物会通过主动转移或被动淋溶的方式，在物种间出现了养分转移如高质量 DOC 的养分转移到低质量 DOC，在营养物质的利用上产生互补效应(Salamanca et al., 1998)。可见单个物种凋落叶的 DOC 分解特征已不足以准确反映森林生态系统中碳和养分的循环。因此，研究混合凋落叶分解过程释放的 DOC 释放特性对于维持森林生态系统稳定性和准确科学评估生态系统碳循环具有重要的意义。

马尾松(*Pinus massoniana*, P)因其在干旱、贫瘠的土壤上生长良好以及在香料、医药、家具、造纸、油墨等方面的广泛用途，已成为我国南方地区广泛分布的造林树种。随着生长年限的增加，结构单一的马尾松人工纯林土壤肥力下降、病虫害加剧(如猝倒病、叶枯病和松毛虫等)以及林地内植物多样性降低等对大面积马尾松人工纯林的健康生长构成巨大威胁(吴敏娟等，2019；谢阳生等，2023)。混交是一种有效促进马尾松人工林 SOC 及其稳定性组分形成的近自然经营模式(肖纳等，2022)。混交林中不同树种凋落叶的数量和性质差异将通过改变混合凋落叶的基质质量从而影响 DOC 的释放进而影响森林地表土壤碳和氮库。研究发现，质地越坚硬越厚实结构越粗糙的凋落叶，其分解速率就越慢(李勋等，2016)。相对针叶，阔叶凋落叶表面积较大且的质地更为柔软，此外其 C/N、木质素/N 以及酚类物质含量也相对较低，而 DOC、N 和 P 含量则相对较高，更有利于土壤肥力的提升以及微生物群落的生长和繁衍(Pérez-harguindeguy et al., 2000)。其中，香椿和香樟是西南地区马尾松混交林中常见的两种乡土阔叶树种，香椿(*Toona sinensis*, T)作为我国特有的珍贵速生用材林树种，广泛分布于西南各省，具有良好的遗传改良基础和食用、药用价值(胡继文等，2021)；香樟(*Cinnamomum camphora*, C)作为珍贵的用材树种和园林树种，在生态环境建设、园林绿化、新农村建设中常作为其他树木的伴生树种相邻或混植的情况十分普遍(蒋雪等，2015)。但关于马尾松与乡土阔叶树种凋落叶（香樟和香椿）按照不同树种组合、不同比例混合后，其 DOC 释放特征有何差异，目前缺乏相应研究。因此，本研究选择南方地区广泛分布的马尾

松凋落叶和 2 个乡土阔叶树种凋落叶（香椿和香樟）作为研究对象，采用野外凋落叶控制分解实验，通过将马尾松凋落叶与香椿和香樟凋落叶按照一针一阔和一针两阔以及不同比例混合，重点探究马尾松凋落叶和 2 个乡土阔叶树种凋落叶混和分解过程中 DOC 的释放特征，旨在为我国西南地区大面积分布的马尾松人工纯伴生树种的选择以及“混交化”改造提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于四川省都江堰市-四川农业大学野外实验基地(103°34′—103°36′ E、31°01′—31°02′ N)。区域气候类型为典型的亚热带季风湿润气候，年均降水量约为 1 243.8 mm，年均气温约为 15.2 ℃。海拔为 805~850 m。该区林地主要树种为马尾松、杉木、香樟以及喜树(*Camptotheca acuminata*)。2016 年 8 月初，在野外实验基地内选择地形地貌、海拔、坡向、土壤类型、树种组成、林分密度等相近的马尾松、香樟等树种的混交林以围栏圈定 3 个 30 m × 30 m 的样地用于进行野外凋落叶分解实验，样地基本情况见表 1。

表 1 样地基本信息(*n*=3)

Table 1 Basic information regarding the three plots (*n*=3)

样地 Plot	酸碱度 pH	全碳 Total carbon ($g·kg^{-1}$)	全氮 Total nitrogen ($g·kg^{-1}$)	土壤容重 Soil bulk density ($g·cm^{-3}$)	海拔 Altitude (m)	坡度 Slope (°)	坡向 Aspect
1	4.6 ± 0.20	12.27 ± 2.01	0.73 ± 0.15	1.42 ± 0.03	811.22 ± 13.35	10.67 ± 5.31	S
2	4.1 ± 0.10	13.67 ± 2.11	0.70 ± 0.11	1.41 ± 0.11	824.94 ± 11.45	13.11 ± 6.31	SE
3	4.1 ± 0.10	14.11 ± 3.12	0.70 ± 0.21	1.42 ± 0.14	812.44 ± 12.35	16.23 ± 4.06	SE

注：**S**. 南；**SE**. 东南。

Note: **S**. South；**SE**. Southeast.

1.2 实验设计

2016 年 4—6 月于四川省宜宾市高县来复镇国有林场(104°48′ E、28°11′ N)收集马尾松(P)、香樟(C)和香椿(T)凋落叶，去除其中新鲜的、破损的以及已经开始分解的叶片，于室温下进行两周风干后将凋落叶称量(15.00 ± 0.05 g)并放入 23 cm × 20 cm(内部尺寸，长×宽)分解袋中，上层孔径为 3.00 mm，下层尼龙网孔径为 0.04 mm。以“混交林中主要树种的比例不应低于 60%”(吕树英，2001；杨先锋和叶金山，2001)作为依据，设置 15 个的凋落叶组合(表 2)，共计 240 袋=[(3 个单一处理 +12 个混合处理)× 4 个采样时期 × 3 个样地 + 60(预防野外试验过程中凋落叶分解袋遗失或损坏)]。于 2016 年 8 月中旬将所有凋落叶分解袋小心地转移到预先布设的 3 个 30 m × 30 m 的样地内，并将其随机均匀放置各样地土壤表面，相邻的凋落叶分解袋间距为 2~5 cm，以避免相互影响。在所有凋落叶分解袋放置完成后，随机采集凋落叶分解袋 3 袋带回实验室用于计算样品运输、放置过程中的损失率以及测定风干凋落叶的含水率。野外样品布设完成后，于每个样地内随机选择一个分解袋放置 iButton 纽扣式温度记录仪(iButton DS1921G，Maxim Integrated, USA)，每间隔 2 h 记录一次实时温度。

表 2 实验处理描述

Table 2 Detailed description of the different treatments

混合处理 Mixed treatment	缩写 Abbreviation	质量比例 Mixed proportion
对照 Contrast	P/C/T	10:—
一针一阔	PC	8:2、7:3、6:4
P. massoniana+one broadleaf tree species	PT	8:2、7:3、6:4
一针两阔 *P. massoniana*+two broadleaf tree species	PCT	8:1:1、7:2:1、7:1:2、6:3:1、6:2:2、6:1:3

注：**P**. 马尾松；**C**. 香樟；**T**. 香椿；**PC**. 马尾松+香樟；**PT**. 马尾松+香椿；**PCT**. 马尾松+香樟+香椿。下同。

Note: **P**. *Pinus massoniana*; **C**. *Cinnamomum camphora*; **T**. *Toona sinensis*; **PC**. *Pinus massoniana* + *Cinnamomum camphora*; **PT**. *Pinus massoniana* + *Toona sinensis*; **PCT**. *Pinus massoniana* +*Cinnamomum camphora* + *Toona sinensis*. The same below.

1.3 样品采集

于 2016 年 8 月开始野外分解实验后，每间隔 6 个月采集一次凋落叶分解袋，合计采集 4 次，分别于 2017 年 2 月（分解 6 个月）、2017 年 8 月（分解 12 个月）、2018 年 2 月（分解 18 个月）和 2018 年 8 月（分解 24 个月）采样。每次从 3 个样地内随机采集 15 种(单一及混合处理)凋落叶分解袋 3 袋。带回实验室后用镊子仔细将凋落叶中的土壤颗粒物、节肢动物以及外来植物根系去除后测量凋落叶的干质量。

1.4 样品分析

将凋落叶置于鼓风干燥箱内于 65 ℃干燥 48 h 后，对所有单一及混合凋落叶进行称重，以确定每个样品的干质量，并用于计算当次采样剩余的凋落叶质量。用粉碎机将干燥后的样品进行粉碎，过 0.25 mm 的筛子后用封口袋密闭保存备用。DOC 含量测定：分别称取凋落叶粉碎样品 1 g 加入 50 mL 去离子水到离心管中，以 180 r·min^{-1} 的速率对样品进行 4 h 的震荡，后续用离心机以 6 000 r·min^{-1} 的参数对样品进行 10 min 离心处理，离心结束后上清液通过 0.45 μm 滤膜（抽滤压力为−0.09 MPa），通过总有机碳分析仪(Vario TOC cube; Elementar Analysis system GmbH, Langenselbold, Germany)测定。其他初始含量测定方法：全碳含量采用 TOC 分析仪测定；全氮、全磷、总酚、缩合单宁含量分别采用凯氏定氮法(LY/T 1269—1999)、钼锑抗比色法(LY/T 1270—1999)、福林酚比色法以及香草醛-盐酸法 (Schofield et al., 1998)测定；木质素和纤维素含量采用范氏(Van Soest)洗涤纤维法测定(Vanderbilt et al., 2008)。

1.5 数据处理与统计分析

凋落叶 DOC 释放率计算公式如下：

$$R = (1 - M_t C_t / M_0 C_0) \times 100\%。$$

式中：R 为当次采样所测 DOC 释放率(%)；M_t 表示当次采样所测的剩余凋落叶质量(g)；M_0 表示凋落叶未分解前的初始质量(g)；C_t 为当次采样所测凋落叶 DOC 含量(g·kg^{-1})；C_0 表示落叶未分解前的 DOC 初始含量(g·kg^{-1})。

预期值的计算公式：$A \times n_1 + B \times n_2 + C \times n_3$。

式中：A是来自树种A凋落叶在实际分解过程中的 DOC 释放率；n_1是指树种A凋落叶在混合凋落叶中的比例；B是来自树种B凋落叶在实际分解过程中的 DOC 释放率；n_2是指树种B凋落叶在混合落叶中的比例。依此类推。

采用单因素方差分析(one-way ANOVA)和 Turkey 法比较 3 个单一树种(马尾松、香樟以及香椿)、不同混合处理凋落叶之间以及同一处理在不同分解时期之间 DOC 释放率的差异。方差同质性检验采用 Levene's 法，对于不满足该假设的研究数据进行 Log 转化。在本研究中，预期值是指理论上混合凋落叶分解下的 DOC 释放率，而观察值是指实际分解过程中混合凋落叶的 DOC 释放率。采用独立t检验(α水平为 0.05)来判断 DOC 释放率的观测值与期望值之间的差异：将混合效应分为加性效应(观测值与期望值之间不存在显著性差异)与非加性效应(观测值与期望值之间存在显著性差异)。其中，非加性效应又包含协同效应(观测值-期望值为正值，且$P<0.05$)和拮抗效应(观测值-期望值为负值，且$P<0.05$)。

采用偏最小二乘法(PLS)回归分析本研究凋落叶初始物质含量、化学计量比对凋落叶 DOC 释放率(观测值−期望值)的相对重要性。模型中单个影响因子对 DOC 释放率的相对重要性采用重要性变量(VIP)来表示，若 VIP 值 > 1 则表示影响因子对 DOC 释放率(观测值-期望值)具有显著贡献。采用 SPSS 26.0 软件统计和分析研究数据，采用 Excel 2013 和 Origin 2021 软件绘制图表。

2 结果与分析

2.1 凋落叶初始物质含量

3 个单一凋落叶初始质量特征如表 3 所示，2 个阔叶乡土树凋落叶的 C 含量、木质素含量、纤维素含量、总酚含量、缩合单宁含量、C/N、C/P、木质素/N 以及木质素/P 均显著低于马尾松凋落叶。N 含量和 P 含量在香椿凋落叶中显著最高，香樟凋落叶次之，马尾松凋落叶最低。而 3 个树种凋落叶的 N/P 无显著差异。总体上看，马尾松与 2 种阔叶凋落叶混合后，马尾松占较大的混合处理凋落叶的 C 含量、木质素含量、纤维素含量、总酚含量、缩合单宁含量、木质素/N 以及木质素/P 也相对较大；而香椿与香樟凋落叶占比越大，混合凋落叶的 N 含量与 P 含量也相对越高（表 4）。

表 3　3 个单一树种凋落叶初始质量特征 (*n*=3)

Table 3 Initial quality characteristics of leaf litter from three single tree species in this work (*n*=3)

初始物质含量及化学计量比 Initial concentration and stoichiometric ratio	马尾松 *Pinus massoniana*	香樟 *Cinnamomum camphora*	香椿 *Toona sinensis*
全碳 Total carbon ($g·kg^{-1}$)	452.71(6.27) A	420.77(6.32) B	378.95(2.42) C
全氮 Total nitrogen ($g·kg^{-1}$)	6.07(0.41) C	8.22(0.47) B	11.46(0.40) A
全磷 Total phosphorus ($g·kg^{-1}$)	0.92(0.02) B	1.11(0.07) B	1.41(0.06) A
木质素 Lignin ($g·kg^{-1}$)	351.07(8.64) A	149.63(4.16) B	134.4(6.02) B
纤维素 Cellulose ($g·kg^{-1}$)	136.46(12.72) A	144.72(5.81) A	99.19(3.51) B
总酚 Total phenol ($g·kg^{-1}$)	54.17(2.10) A	14.82(0.30) C	29.05(0.44) B
缩合单宁 Condensed tannin ($g·kg^{-1}$)	24.75(0.77) A	13.38(0.07) B	3.67(0.01) C
碳/氮 C/N	75.34(5.43) A	51.52(2.81) B	33.16(1.33) C
碳/磷 C/P	492.79(16.40) A	380.54(21.27) B	269.45(8.99) C
氮/磷 N/P	6.59(0.38) A	7.47(0.76) A	8.17(0.54) A
木质素/N Lignin/N	58.24(2.86) A	18.38(1.52) B	11.76(0.67) B
木质素/P Lignin/P	381.87(10.95) A	135.45(9.37) B	95.84(7.30) B

注：表中数据为平均值(标准误)；不同大写字母表示不同树种之间的初始物质含量或初始化学计量比具有显著差异($P<0.05$)。下同。

Note: The data in the table is the average (standard error); Different capital letters indicate significant differences in the initial substance content or initial stoichiometric ratio between different tree species ($P<0.05$). The same below.

表 4 混合树种凋落叶的初始质量特征 (*n*=3)

Table 4 Initial quality characteristics of mixed leaf litter (*n*=3)

混合处理 Mixed treatment	全碳 Total carbon (g·kg^{-1}）	全氮 Total nitrogen (g·kg^{-1}）	全磷 Total phosphorus (g·kg^{-1}）	木质素 Lignin (g·kg^{-1}）	纤维素 Cellulose (g·kg^{-1}）	总酚 Total phenol (g·kg^{-1}）	缩合单宁 Condensed tannin (g·kg^{-1}）	碳/氮 C/N	木质素/N Lignin/N	木质素/P Lignin/P
PT82	437.96(7.26) ABC	7.15(0.35) AB	1.02(0.03) BCD	307.74(9.2) A	129.01(15.28) A	49.15(2.26) A	20.54(0.87) ABC	61.43(3.07) ABC	43.11(0.93) ABC	302.29(4.35) ABC
PT73	430.58(6.49) ABC	7.68(0.23) A	1.07(0.03) ABC	286.07(7.85) AB	125.28(13.93) A	46.63(1.91) ABC	18.43(0.76) CDE	56.08(1.72) ABC	37.23(0.16) CDEF	268.10(0.52) CDEF
PT64	423.2(5.76) C	8.22(0.12) B	1.12(0.03) A	264.40(6.69 B	121.55(12.59) A	44.12(1.56) ABCD	16.32(0.66) E	51.47(0.83) C	32.15(0.36) F	236.96(2.50) G
PC82	446.32(5.31) A	6.5(0.58) AB	0.96(0.03) D	310.78(9.70) A	138.11(13.46) A	46.30(2.45) AB	22.48(0.85) A	69.29(6.65) A	48.13(3.43) A	324.62(17.54) A
PC73	443.13(3.53) AB	6.71(0.58) AB	0.98(0.03) CD	290.64(8.51) AB	138.94(11.27) A	42.37(2.20) ABCD	21.34(0.74) AB	66.56(6.21) AB	43.57(3.19) ABC	297.75(18.24) ABCD
PC64	439.93(1.75) ABC	6.93(0.59) AB	1.00(0.04) BCD	270.50(7.41) B	139.77(9.18) A	38.43(1.94) D	20.21(0.63) ABC	64.01(5.81) AB	39.30(3.00) BCDE	271.95(18.56) CDEFG
PCT811	442.14(6.28) AB	6.82(0.46) AB	0.99(0.02) CD	309.26(9.35) A	133.56(14.34) A	47.73(2.36) AB	21.51(0.86) AB	65.13(4.65) ABC	45.47(2.05) AB	313.00(10.41) AB
PCT721	438.95(4.51) ABC	7.04(0.47) AB	1.01(0.02) BCD	289.12(8.06) AB	134.39(12.08) A	43.79(2.10) ABCD	20.37(0.75) ABC	62.67(4.37) ABC	41.21(1.97) ABCD	287.08(11.50) ABCDE
PCT712	434.76(5.50) ABC	7.36(0.35) AB	1.04(0.02) ABCD	287.59(7.84) AB	129.83(12.98) A	45.21(2.00) ABCD	19.40(0.76) BCD	59.2(2.89) ABC	39.12(0.98) CDEF	277.23(5.64) BCDEF
PCT631	435.75(2.74) ABC	7.25(0.47) AB	1.03(0.02) ABCD	268.97(6.83) B	135.21(9.89) A	39.86(1.85) CD	19.23(0.63) BCD	60.36(4.10) ABC	37.21(1.92) CDEF	262.17(12.27) DEFG
PCT622	431.57(3.74) ABC	7.58(0.35) AB	1.06(0.01) ABC	267.45(6.49) B	130.66(10.71) A	41.28(1.75) BCD	18.26(0.64) CDE	57.10(2.73) ABC	35.35(1.03) DEF	253.14(6.82) EFG
PCT613	427.39(4.75) BC	7.90(0.23) AB	1.09(0.02) AB	265.93(6.44) B	126.11(11.62) A	42.70(1.65) ABCD	17.29(0.65) DE	54.15(1.64) BC	33.67(0.31) EF	244.76(2.17) FG

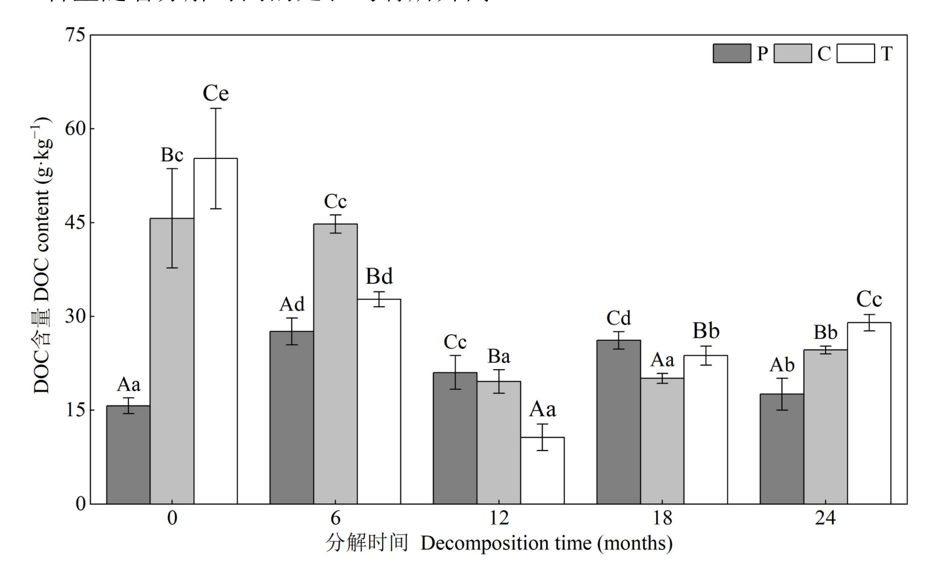
注：处理中字母后面的数字表示不同树种凋落叶的质量比。

Note: The numbers behind letters of abbreviations for different tree species represent the mass ratios of leaf litters of different tree species.

2.2 凋落叶的 DOC 含量

2.2.1 单一树种凋落叶的 DOC 含量

3 个单一树种凋落叶的 DOC 含量如图 1。香椿凋落叶的初始 DOC 含量最高，其次为香樟，马尾松显著最低。分解 6 个月后，香椿凋落叶的 DOC 含量显著降低，香樟的 DOC 含量无显著变化，而马尾松凋落叶的 DOC 含量显著升高，出现富集现象。之后(6~12 个月)，3 个单一树种凋落叶的 DOC 含量均显著降低，并随着分解时间的延长(12~24 个月) DOC 含量均有所增高，出现富集现象。总体上看，在第一年分解期间，3 个单一树种凋落叶的 DOC 含量随着分解时间的延长有所降低(除了马尾松)，而在第二年分解期间，3 个单一树种凋落叶的 DOC 含量随着分解时间的延长均有所升高。



P. 马尾松；**C**. 香樟；**T**. 香椿；图中不同大写字母表示相同分解时期内不同树种凋落叶之间差异显著(P < 0.05)；不同小写字母表示同一树种凋落叶在不同分解时期之间差异显著(P < 0.05)。下同。

P. *Pinus massoniana*; **C**. *Cinnamomum camphora*; **T**. *Toona sinensis*; Different capital letters in the figure indicate significant differences between different tree species during the same decomposition period (P < 0.05); different lowercase letters indicate significant differences between different decomposition periods of fallen leaves in the same tree species (P < 0.05). The same below.

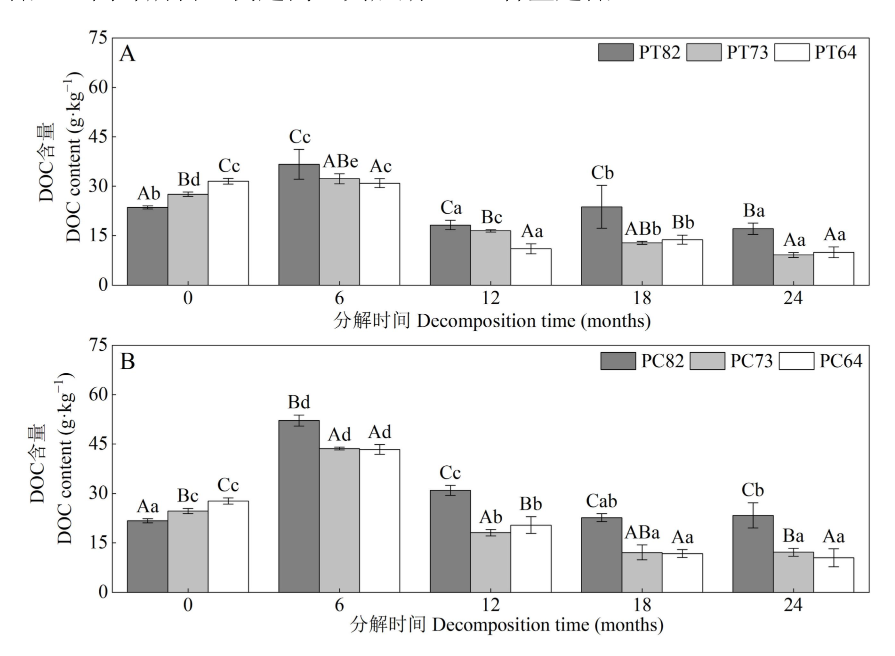
图 1 单一树种凋落叶 DOC 含量的动态变化

Fig. 1 Dynamic of DOC contents of single tree species

2.2.2 一针一阔混合凋落叶的 DOC 含量

马尾松分别与香樟、香椿按照一针一阔以及 8:2，7:3 和 6:4 比例混合(PC 和 PT)，其 DOC 含量如图 2。不同组合之间 DOC 含量有显著差异。PT 和 PC 组合凋落叶初始 DOC 含量（分解 0 个月时）均呈阔叶占比越大其 DOC 含量越高。PT 组合 3 个比例在两年分解期间均表现为 PT82 显著最高，除分解 12 个月时 PT73 的 DOC 含量显著高于 PT64 外，其余时期 PT73 和 PT64 之间差异不显著(图 2: A)。PC 组合 3 个比例在两年分解期间均表现为 PC82 显著最高，除分解 12 个月时 PC73 显著低于 PC64 以及分解 24 个月时 PC73 显著高于 PC64 外，其余时期 PC73 和 PC64 差异不显著(图 2: B)。随分解时间的延长，PT82 呈先升高-降低-升高-降低，PT73 呈先升高-降低，PT64 呈降低-升高-降低，PT 组合下 3 个比例的 DOC 含量均在分解 6 个月后最高(图 2: A)。PC 组合的 3 个比例均随分解时间的延长(0~12 个月)呈升高-

降低，18~24 个月趋于稳定，也均在分解 6 个月后最高(图 2: B)。总体而言上看，分解初期 (0~6 个月)大部分混合处理凋落叶均出现碳富集现象，之后凋落叶的 DOC 含量随着分解时间的延长逐渐降低，且阔叶所占比例越高，其后期 DOC 含量越低。



处理中字母后面的数字表示不同树种凋落叶的质量比。下同。

The numbers behind letters of abbreviations for different tree species represent the mass ratios of leaf litters of different tree species. The same below.

图 2 一针一阔凋落叶的 DOC 含量的动态变化

Fig. 2 Dynamics of DOC contents of *Pinus massoniana* and one broadleaf tree species

2.2.3 一针两阔混合凋落叶的 DOC 含量

马尾松与香樟、香椿按照一针两阔及 6 个比例混合(PCT)，其 DOC 含量如图 3 所示。PCT 组合下不同混合比例之间的初始含量均表现为阔叶占比越大(尤其是香椿占比越高)，其 DOC 含量越高，即 PCT631 > PCT622 > PCT613 > PCT712 > PCT721 > PCT811。不同混合比例在不同分解时期表现如下：分解 6 个月的 PCT712、分解 12 个月的 PCT811、分解 18 个月的 PCT631 以及分解 24 个月的 PCT721 的 DOC 含量显著最高，分解 6 个月的 PCT631、分解 12 个月的 PCT(631、622 和 613)、分解 18 个月的 PCT622 以及分解 24 个月生物 PCT613 的 DOC 含量显著最低。总体而言，阔叶占比越大尤其是占比为 40%时（除分解 18 个月时）其 DOC 含量越低。

随分解时间的延长，PCT811、PCT721 和 PCT622 呈升高-降低-升高，PCT712、PCT631 和 PCT613 呈升高-降低-升高-降低，所有比例均在分解 6 个月时显著最高。总体而言，PCT 组合在分解初期(0~6 个月)的 DOC 含量均显著升高，出现碳富集现象，之后(6~12 月)DOC 含量有所降低，在分解 12~18 个月或 18~24 个月期间 DOC 含量再次升高，再次出现小幅度碳富集现象。

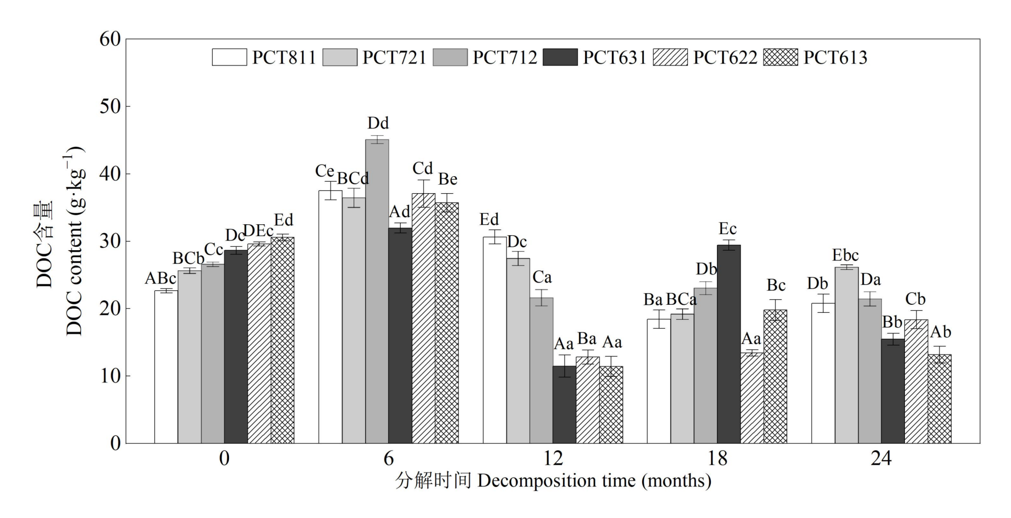


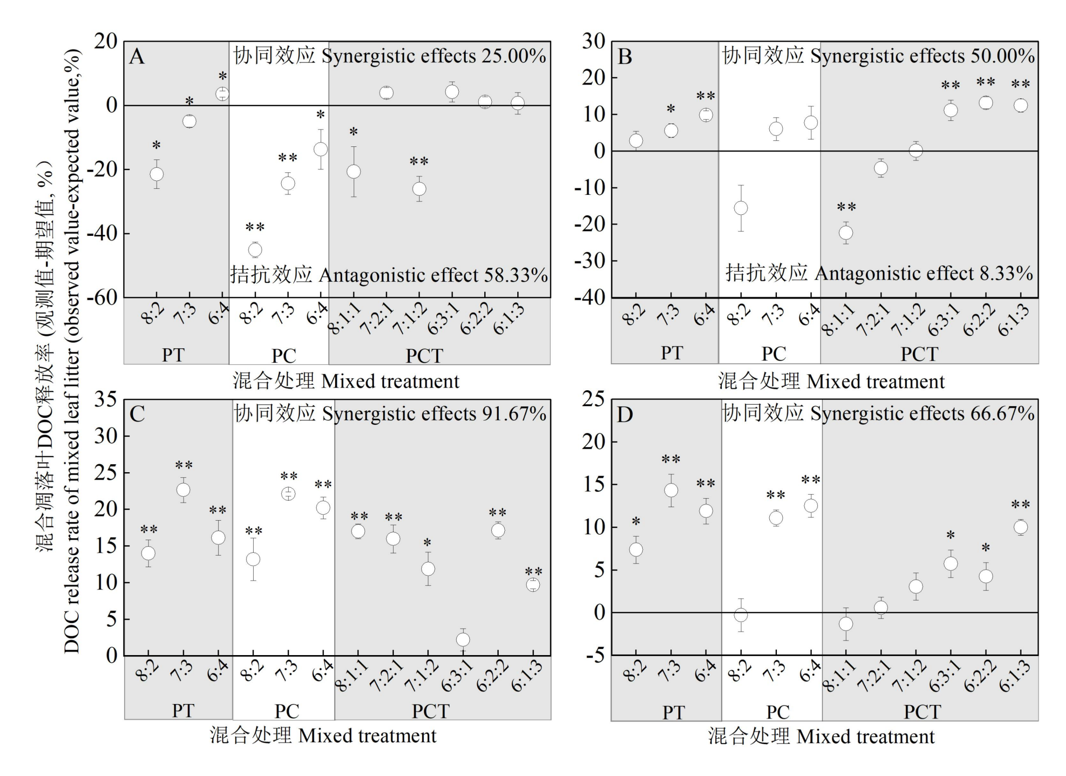
图 3 一针两阔凋落叶的 DOC 含量的动态变化

Fig. 3 Dynamics of DOC content of *Pinus massoniana* and two broadleaf tree species

2.3 凋落叶的 DOC 释放混合效应

在 4 次采样期间均观察到凋落叶的 DOC 释放率表现出非加性效应(图 4)：分解 6 个月后，有 8.33%(1/12)的混合凋落叶表现出协同效应(观测值−期望值>0，P<0.05)，有 58.33%(7/12)的混合凋落叶表现出拮抗效应(观测值−期望值<0，P<0.05)(图 4: A)；分解 12 个月后，有 41.67%(5/12)的混合凋落叶表现出协同效应，8.33%(1/12)的混合凋落叶表现出拮抗效应(图 4: B)；但在分解 18 个月后，所有混合处理凋落叶 DOC 损失率的观测值−预期值均>0，且有 91.67 %(11/12)的混合凋落叶出现协同效应(图 4: C)；而在分解 24 个月后，有 66.67%(8/12)的混合凋落叶表现出协同效应(图 4: D)。总体而言，分解前期(0~6 个月)，凋落叶 DOC 释放的拮抗效应较强，但随着分解时期的延长(6~18 个月)，其协同效应逐渐加强，而分解末期(18~24 个月)凋落叶的非加性效应(主要表现为协同效应)有所减弱。

从各树种组合下不同混合比例来看，各树种组合的协同效应依次为 PT(75%，9/12) > PCT(45.83%，11/24) > PC(41.67%, 5/12)。在所有混合处理中，PT64 在整个分解期间均出现协同效应，其次为 PT73、PCT622 以及 PCT613 在大部分分解时期(3/4)出现协同效应；而 PC 组合的 3 个混合比例(PC82、PC73 以及 PC64)、PT82、PCT811、PCT721 以及 PCT631 在前一年分解期间(分解 6 个月和 12 个月后)均未出现协同效应。总体上看，凋落叶的混合效应随树种组合和混合比例不同而有所差异，同时也随分解时间变化，其中阔叶占比≥30%且含有香椿(T)的混合凋落叶组合(PT64、PT73、PCT622 以及 PCT613)的协同效应较强。



A. 分解 6 个月；**B**. 分解 12 个月；**C**. 分解 18 个月；**D**. 分解 24 个月。图中位于 *x* 轴上方的数字代表该时期 12 个混合处理中出现协同效应的混合处理凋落叶所占的比例；位于 *x* 轴下方的数字则代表该时期 12 个混合处理中出现拮抗效应的混合处理凋落叶所占的比例。*表示观测值与期望值之间差异显著($P < 0.05$)，**表示观测值与期望值之间差异极显著($P < 0.01$)。

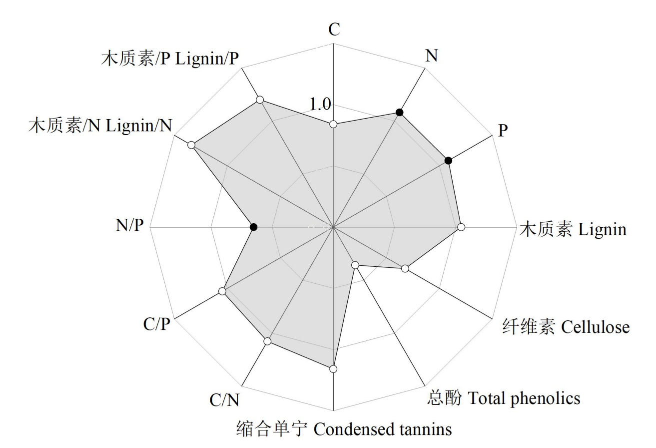
A. Decompose for 6 months; **B**. Decompose for 12 months; **C**. Decompose for 18 months; **D**. Decompose for 24 months. The numbers above the *x*-axis represent the proportion of withered leaves in the 12 mixed treatments with synergistic effects during that period; the numbers below the *x*-axis represent the proportion of fallen leaves in the 12 mixed treatments that exhibited antagonistic effects during that period. * indicates a significant difference between the observed value and the expected value (P<0.05), * * indicates a extremely significant difference between the observed value and the expected value (P<0.01).

图 4　12 种混合处理凋落叶在 4 个分解时期的 DOC 释放率的相对混合效应

Fig. 4 Relative mixing effect of 12 mixed leaflitter treatments on DOC release rate during four decomposition periods

2.4 凋落叶初始化学质量与 DOC 释放混合效应偏最小二乘回归分析

变量重要性指标(VIP 值)不同表明自变量(凋落叶初始质量)对因变量(凋落叶 DOC 释放率混合效应)的解释作用具有差异(图 5)。凋落叶的初始化学物质含量以及化学计量比对解释凋落叶 DOC 释放率的作用大小依次为木质素/N>木质素/P >缩合单宁含量>P 含量>N 含量>C/N >C/P>木质素含量>C 含量>纤维素含量>N/P>总酚含量。其中，DOC 释放率与凋落叶 N 含量和 P 含量呈显著正相关，而与木质素含量、缩合单宁含量、C/N、C/P、木质素/N 以及木质素/P 呈显著负相关。



C. 全碳；**N**. 全氮；**P**. 全磷；**C/N**. 碳/氮；**C/P**. 碳/磷；**N/P**. 氮/磷；图中 VIP 值大于 1 表示预测因子对因变量变化的显著贡献；黑色圆圈表示二者之间正相关，白色圆圈表示二者之间负相关。

C. Total carbon; **N**. Total nitrogen; **P**. Total phosphorus; **C/N**. Carbon/Nitrogen; **C/P**. Carbon/Phosphorus; **N/P**. Nitrogen/Phosphorus; VIP values greater than 1 indicate a significant contribution of the predictive factor to the variation of the dependent variable; the black circle indicates a positive correlation between the two, while the white circle indicates a negative correlation between the two.

图 5 凋落叶初始化学质量与 DOC 释放混合效应(观测值-预期值)的偏最小二乘回归分析

Fig. 5 PLS regression analysis for the initial concentrations of litter mixtures in explaining variation of the DOC mixed effect

3 讨论

凋落叶作为森林生态系统营养物质形成和碳循环的关键，尽管其在林地总生物量中所占比例较小，但其通过自身养分归还调控土壤肥力，对维持林分生产力、土壤生物和植物的多样性具有重要作用。且相对于乔木通过其自身的新陈代谢作用吸收和转化养分物质，凋落叶中养分元素的归还和周转速率更快(李志安等，2004)。在凋落叶混合分解研究中，常采用非加性效应与加性效应来评估其混合分解前后的质量以及物质变化的差异。本研究发现，分解前期(0~6 个月)，凋落叶 DOC 释放的拮抗效应较强，但随着分解时期的延长(6~18 个月)，其协同效应逐渐加强，而分解末期(18~24 个月)凋落叶 DOC 释放的非加性效应(主要表现为协同效应)有所减弱。

这可能是因为分解初期(0~6 个月)，凋落叶的整体结构较为完整、木质素与单宁等难降解物质的含量较高，加之凋落叶需要先经过植食性土壤动物的取食、咀嚼后才能被真菌、细菌侵入(邓承佳等，2022)，因此分解初期土壤生物在破碎作用较弱导致该时期降雨淋溶以及微生物对凋落叶分解的作用及其有限。本研究中混合凋落叶的 DOC 含量在分解 6 个月时呈富集现象而表现为拮抗效应。这可能是因为分解 6 个月时处于秋季和冬季（2016 年 8 月至 2017 年 2 月），秋季凋落量较大，降雨相对较少，淋溶作用较弱，与此同时冬季较低的温度降低了微生物活性，从而减弱了其对凋落叶 DOC 的生物降解能力，因此该时期大部分的水溶性养分保留在凋落叶中，而当元素释放速率低于凋落物干质量损失时，元素浓度就会上升出现富集现象(王希华等，2004)。随着野外分解时间的延长，6~18 个月期间，凋落叶 DOC 释放的混合效应逐步加强。这可能是因为凋落叶经过前期的腐殖化后，不同种类凋落叶之间物质转移(高质量的凋落叶中氮磷等成分向低质量凋落叶转移)导致参与分解的微生物数量

增多、活性增强(邓承佳等，2022)，从而促进了凋落叶的分解和 DOC 释放。同时经历了前期的初步分解后，凋落叶进一步碎片化，易溶性碳水化合物被快速淋溶。而混合凋落叶的 DOC 释放的在分解末期协同效应减弱，可能是因为随着分解时间延长，本研究中混合凋落叶中 DOC 浓度降低以及木质素衍生化合物难溶物质相对含量增加，导致淋溶液中含有更多难以分解的芳香类化合物，土壤生物可利用的养分减少(Del et al., 2017)，不利于 DOC 的生物降解。从而导致混合凋落叶出现负互补效应(Kalbitz et al., 2006; Butenschoen et al., 2014)。

本研究发现凋落叶 DOC 释放率的混合效应随树种组合和混合比例不同而有所差异。其中，阔叶占比≥30%且含有香椿(T)的混合凋落叶组合(PT64、PT73、PCT622 以及 PCT613)在大部分分解时期(≥3/4)表现出协同效应，更能促进凋落叶中 DOC 的释放。这一结果与一些研究相似(Wardle et al., 1997; Gartner & Cardon, 2004)，即混合凋落叶体系中 N、P 等养分元素含量较高的阔叶植物凋落叶会为养分含量低的针叶植物凋落叶提供养分从而促进整体分解，且不同物种凋落叶之间的养分元素含量差异越大这种相互影响表现得越明显。在将不同物种凋落叶进行混合时，分解实验开始之前的每一个物种所占的质量比例不均等时，每一物种在凋落叶分解中的权重也有所差异(Hoorens et al., 2003; Hättenschwiler, 2005)，且混合比例不均还可以改善混合凋落叶中的微环境(Vestgarden, 2001)。此外，将不同物种的凋落叶混合后增加了化合物的多样性，能够满足不同分解物的要求，从而加速有机碳的分解(Pérez-harguindeguy et al., 2000)。DOC 的生物降解过程的养分限制模式与凋落叶分解过程是相似(Del et al., 2017)，即凋落叶分解的重要影响因子 N 和 P 作为可通过影响微生物可利用养分的有效性调控凋落叶分解速率(Vestgarden, 2001; Xiang & Bauhus, 2007)。本研究中，香椿凋落叶的 N 含量和 P 含量显著高于马尾松和香樟，将其与马尾松和香樟混合后，提高了混合凋落叶中易分解养分的含量，改善了混合凋落叶的质量(Wardle et al., 1997)。同时，相对于针叶马尾松和香樟，香椿的质地更为柔软，更易在受到降雨的林溶作用后迅速腐殖化(李勋等，2016)，这能够更快的改善混合凋落叶的基质含量，从而更加有利于土壤动物、土壤微生物的生长和繁衍，最终促进凋落叶的分解和养分释放。因此，这些香椿或者阔叶(香椿+香樟)占比较大的混合处理凋落叶在第一年分解期间表现出协同效应。

本研究的 PLS 回归分析也表明凋落叶分解的混合效应(观测值-期望值)与其初始质量特征密切相关。其中，与 N 含量和 P 含量表现出显著的正相关关系，而与木质素含量、缩合单宁含量、C/N、C/P、木质素/N 以及木质素/P 现出显著负相关关系。这与其他学者的研究结果基本一致(苏卓等，2022; 周庭宇等，2022)，凋落叶 DOC 的释放主要受其初始性质的调控。即凋落叶分解的混合效应主要受其营养物质成分含量、不同物质的化学计量比以及木质素等难降解物质含量的共同作用。本研究中，这些阔叶所占比≥30%的且含有香椿(T)混合凋落叶(如 PT64、PT73、PCT622 以及 PCT613)的初始 N、P 含量相对较高，能加快微生物从邻近的凋落叶中转移营养物质以补偿凋落叶和消费者之间的化学计量不平衡(王雅婷和卢剑波, 2017)，从而促进混合凋落叶中低质量凋落叶的分解和 DOC 释放。最后，土壤生物类群结构以及其自身取食偏好的不同也会影响凋落叶分解，质地柔软且营养物质含量较高的凋落叶(如香椿)更易被土壤生物定居和取食(Baña et al., 2014)。同时，与可溶性养分含量更高的阔叶树凋落叶混合后增加了混合凋落叶中微生物的多样性，可以引起细菌多样性、群落结构和新陈代谢的不同反应，提升了微生物活性(Cassart et al., 2020)，促进 DOC 的生物降解

性。我们在前期研究中也发现(张艳等，2023)，阔叶占比较高的混合凋落叶中土壤动物的密度也较大。因此，这些阔叶占比≥30%且含有香椿(T)的混合凋落叶(如 PT64、PT73、PCT622 以及 PCT613)拥有相对较高的 N、P 含量和较大的叶片表面积，从而有利于土壤生物在其表面进行繁衍和分解。

4 结论

综上所述，马尾松与 2 种乡土阔叶树凋落叶混合后均促进了 DOC 的释放，马尾松与香椿混合且其占比≥30%有利于 DOC 的释放且表现为协同效应。凋落叶初始质量因子中 N 含量、P 含量、木质素含量、缩合单宁含量、木质素/N 以及木质素/P 是影响本研究区域中凋落物 DOC 释放的重要因素。在营造马尾松针阔混交林时可从凋落叶分解角度出发，选择香椿作为混交树种，且阔叶凋落叶占比为 30% 时有助于促进林地碳循环，本研究结果可为马尾松纯林的混交化改造提供理论依据。

参考文献:

邓承佳，袁访，卜通达，等，2022. 土壤动物对黔中地区喀斯特森林凋落物分解的影响[J]. 林业科学研究，35(3):72-81. [DENG CJ, YUAN F, PU TD, et al., 2022. Influence of soil fauna on litter decomposition in central Guizhou karst forest[J]. For Res, 35(3): 72-81.]

丁翊东，徐江琪，郑娇，等，2021. 亚热带典型人工林凋落叶地表和空中分解过程中溶解性有机质数量和光谱特征[J]. 生态学杂志，40(6):1599-1608. [DING YD, XU JQ, ZHENG J, et al., 2021.Quantity and optical characteristics of dissolved organic matter derived from decomposing leaf litter on the ground and in the air in typical subtropical plantations[J]. Chin J Ecol, 40(6): 1599-1608.]

胡继文，杨桂娟，刘振华，等，2021. 不同坡位香椿人工林生长和林分结构差异[J]. 西北林学院学报，36(5):82-87. [HU JW, YANG GJ, LIU ZH, et al., 2021. Growth and stand structure differences of *Toona sinensis* plantation from different slope positions[J]. J NW For Univ, 36(5): 82-87.]

蒋雪，陈洪，胡庭兴，等，2015. 香樟凋落叶分解对牵牛花生长发育的影响及施氮的缓解效应[J]. 应用与环境生物学报，21(5):926-932. [JIANG X, CHEN H, HU TX, et al., 2015. Inhibition of decomposing leaf litter of *Cinnamomum camphora* on growth of Pharbitis nil and the alleviation effect of nitrogen application[J]. Chin J Appl and Environ Biol, 21(5): 926-932.]

李吉玫，张毓涛，李翔，等，2017. 降水强度变化对天山云杉地表凋落物和细根分解的影响[J]. 植物研究，37(3):360-369. [LI JM, ZHANG YT, LI X, et al., 2017. Impact of precipitation Intensity on the decomposition of floor litter and the fine roots of *Picea schrenkiana*[J]. Bull Bot Res, 37(3): 360-369.]

林开敏，章志琴，叶发茂，等，2010. 杉木人工林下杉木、楠木和木荷叶凋落叶分解特征及营养元素含量变化的动态分析[J]. 植物资源与环境学报，2010, 19(2):34-39. [LIN KM, ZHANG ZQ, YE FM, et al., 2010. Dynamic analysis of decomposition characteristics and content change of nutrient elements of leaf litter of *Cunninghamia lanceolata*, *Phoebe boumei* and *Schima superba* under *C. lanceolata* artificial forest[J]. J Plant Resour Environ, 19(2): 34-39.]

李勋，张健，杨万勤，等，2016. 红椿凋落叶全碳释放的林窗效应[J]. 自然资源学报，

31(7):1114-1126. [LI X, ZHANG J, YANG WQ, et al., 2016. Effect of forest gap on carbon release of *Toona Ciliata* leaf litter[J]. J Nat Resour, 31(7): 1114-1126.]

李宜浓，周晓梅，张乃莉，等，2016. 陆地生态系统混合凋落物分解研究进展[J]. 生态学报，36(16):4977-4987. [LI YN, ZHOU XM, ZHANG NL, et al., 2016. The research of mixed litter effects on litter decomposition in terrestrial ecosystems[J]. Acta Ecol Sin, 36(16): 4977-4987.]

李志安，邹碧，丁永祯，等，2004. 森林凋落物分解重要影响因子及其研究进展[J]. 生态学杂志，23(6):77-83. [LI ZA, ZHOU B, DING YZ, et al., 2004. Key factors of forest litter decomposition and research progress[J]. Chin J Ecol, 23(6): 77-83.]

吕树英，2001. 关于营造混交林的几个基本观点[J]. 云南林业科技，1(1):26-28. [LV SY, 2001. Several basic viewpoints on construction of mixed forests[J]. Yunnan For Sci Technol, 1(1): 26-28.]

苏卓侠，苏冰倩，上官周平，2022. 植物凋落物分解对土壤有机碳稳定性影响的研究进展[J]. 水土保持研究，29(2):406－413. [SU ZX, SU BQ, SHANGGUAN ZP, 2022. Advances in effects of plant litter decomposition on the stability of soil organic carbon[J]. Res Soil Water Conserv, 29(2): 406–413.]

王希华，黄建军，闫恩荣，2004. 天童国家森林公园常见植物凋落叶分解的研究[J]. 植物生态学报，28:457－467. [WANG XH, HUANG JJ, YAN ER, 2004. Leaf litter decomposition of common trees in Tiantong[J]. Chin J Plant Ecol, 28: 457–467.]

王雅婷，卢剑波，2017. 陆地生态系统凋落物分解及影响因子的研究进展[J]. 科技通报，33(10):2－3. [WANG YT, LU JB, 2017. A review on litter decomposition and its impact factor in terrestrial ecosystems[J]. Bull Sci Technol, 33(10): 2–3.]

万雪冰，王庆贵，闫国永，等，2008. 天然次生林植物叶片生态化学计量特征及光合特性对长期N沉降的响应[J]. 植物研究，39(3):407-420. [WAN XB, WANG QG, YAN GY, et al., 2019. Response of ecological stoichiometric characteristics and photosynthetic characteristics of plant leaves to long-term N deposition in natural secondary forest[J]. Bull Bot Res, 39(3): 407-420.]

吴敏娟，尤誉杰，张晓红，等，2019. 不同干扰模式对受害马尾松人工纯林林分结构的影响[J]. 应用生态学报，30(1):58-66. [WU MJ, YOU YJ, ZHANG XH, et al., 2019. Effects of different disturbance patterns on stand structure of infected *pure Pinus massoniana* plantation[J]. Chin J Appl Ecol, 30(1): 58-66.]

肖玲艳，2015. 尾巨桉凋落叶与其他物种凋落叶混合分解过程研究[D]. 重庆:西南大学. [XIAO LY, 2015. Researches on the leaf litter decomposition dynamic of *Eucalyptus urophylla*×*Eucalyptus grandis* mixed with other species leaf litters [D]. Chongqing: Southwest University.]

肖纳，莫雪青，谭许脉，等，2022. 异龄复层混交对马尾松人工林土壤团聚体碳组分和转化的影响[J]. 广西植物，42(4):595-607. [XIAO N, MO XQ, TAN XM, et al., 2022. Effects of multi-layer of *Pinus massoniana* and mixed-age forest management plantationson carbon components and transformation of soil aggregates[J]. Guihaia, 42(4): 595-607.]

谢阳生，孟京辉，曾冀，等，2023. 马尾松人工纯林近自然化改造效果分析[J]. 林业科学研究，36(2):31-38. [XIE YS, MENG JH, ZENG J, et al., 2023. Analysis on the effect of close-to-nature transformation of *Pinus massoniana* pure forest plantation[J]. For Res, 36(2):31-38.]

杨先锋，叶金山，2001. 关于杉木大径材定向培育几项措施的初步探讨[J]. 江西林业科技，(2)：32-34. [YANG XF, YE JS, 2001. Preliminary study on directed cultivation methods for big diameter timber of *Cunninghamia lanceolata*[J]. Jiangxi For Sci Technol, (2): 32-34.]
张晓曦，刘慧，王博雅，等，2019. 云杉与阔叶树种新鲜凋落叶混合分解特征[J]. 生态环境学报，28(2)：235-244. [ZHANG XX, LIU H, WANG B Y, et al., 2019. Characteristics of the mixed decomposition of fresh litter of *Piceaasperata* and broadleaved species[J]. Ecol Environ, 28(2): 235-244.]
张艳，李勋，宋思梦，等，2023. 针阔凋落叶混合分解过程中土壤动物群落结构变化特征[J]. 森林与环境学报，43(1)：92 - 102. [ZHANG Y, LI X, SONG SM, et al., 2023. Characteristics of soil fauna community structure during mixed decomposition of needle and broad leaf litter[J]. J For Environ, 43(1): 92–102.]
张艳，袁亚玲，李勋，等，2022. 马尾松与 3 种阔叶树混合凋落叶分解过程中碳循环相关酶活性的变化特征[J]. 植物资源与环境学报，31(1)：29-41. [ZHANG Y, YUAN YL, LI X, et al., 2022. Variation characteristics of activities of carbon cycle-related enzymes of mixed leaf litters of *Pinus massoniana* and three broad-leaved tree species during decomposition period[J]. J Plant Resour Environ, 31(1): 29-41.]
周庭宇，肖洋，黄庆阳，等，2022. 森林凋落物分解的研究进展与展望[J]. 中国农学通报，38(33)：44 - 51. [ZHOU TY, XIAO Y, HUANG QY, et al., 2022. Forest litter decomposition: research progress and prospect[J]. Chin Agric Sci Bull, 38(33): 44–51.]
BAÑA Z, AYO B, MARRASÉ C, et al., 2014. Changes in bacterial metabolism as a response to dissolved organic matter modification during protozoan grazing in coastal cantabrian and mediterranean waters[J]. Environ Microbiol, 16(2): 498–511.
BRADFORD MA, BERG B, MAYNARD DS, et al., 2016. Understanding the dominant controls on litter decomposition[J]. J Ecol, 104(1): 229-238.
BUTENSCHOEN O; KRASHEVSKA V, MARAUN M, et al., 2014. Litter mixture effects on decomposition in tropical montane rainforests vary strongly with time and turn negative at later stages of decay[J]. Soil Biol Biochem, 77: 121–128.
CASSART B, BASIA AA, JONARD M, et al., 2020. Average leaf litter quality drives the decomposition of single-species, mixed-species and transplanted leaf litters for two contrasting tropical forest types in the Congo Basin (DRC)[J]. Ann For Sci, 77(2): 1-20.
DEL GIUDICE R, LINDO Z, 2017. Short-term leaching dynamics of three peatland plant species reveals how shifts in plant communities may affect decomposition processes[J]. Geoderma, 285: 110–116.
DON A, KALBITZ K, 2005. Amounts and degradability of dissolved organic carbon from foliar litter at different decomposition stages[J]. Soil Biol Biochem, 37: 2171-2179.
GARCÍA-PALACIOS P, SHAW EA, WALL D, et al., 2016. Contrasting mass-ratio vs. niche complementarity effects on litter C and N loss during decomposition along a regional climatic gradient[J]. J Ecol, 105(4): 968-978.
GARTNER TB, CARDON ZG, 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter[J]. Oikos, 104(2): 230–246.
HÄTTENSCHWILER S, 2005. Effects of tree species diversity on litter quality and decomposition[J]. Ecol Stud, 176: 149–164.
HOORENS B, AERTS R, STROETENGA M, 2003. Does initial litter chemistry explain litter

mixture effects on decomposition[J]. Oecologia, 137(4): 578–586.
JOLY FX, FROMIN N, KIIKKILÄ O, et al., 2016. Diversity of leaf litter leachates from temperate forest trees and its consequences for soil microbial activity[J]. Biogeochemistry, 129: 373−388.
KALBITZ K, KAISER K, BARGHOLZ J, et al., 2006. Lignin degradation controls the production of dissolved organic matter in decomposing foliar litter[J]. Eur J Soil Sci, 57(4): 504–516.
MASTNÝ J, KAŠTOVSKÁ E, BÁRTA J, et al., 2018. Quality of DOC produced during litter decomposition of peatland plant dominants[J]. Soil Biol Biochem, 121: 221−230.
MASUDA C, KANNO H, MASAKA K, et al., 2022. Hardwood mixtures facilitate leaf litter decomposition and soil nitrogen mineralization in conifer plantations[J]. For Ecol Manage, 507: 120006.
PÉREZ-HARGUINDEGUY N, DÍAZ S, CORNELISSEN JHC, et al., 2000. Chemistry and toughness predict leaf litter decomposition rates over a wide spectrum of functional types and taxa in central Argentina[J]. Plant Soil, 218(1): 21−30.
ROSENFIELD MV, KELLE JK, CLAUSEN C, et al., 2020. Leaf traits can be used to predict rates of litter decomposition[J]. Oikos, 129: 1589−1596.
SALAMANCA EF, KANEKO N, KATAGIRI S, 1998. Effects of leaf litter mixtures on the decomposition of *Quercus serrata* and *Pinus densiflora* using field and laboratory microcosm methods[J]. Ecol Eng, 60: 53−73.
SCHOFIELD JA, HAGERMAN AE, HAROLD A, 1998. Loss of tannins and other phenolics from willow leaf litter[J]. J Chem Ecol, 24(8): 1409−1421.
VANDERBILT KL, WHITE CS, HOPKINS O, et al., 2008. Aboveground decomposition in arid environments: results of a long-term study in central new mexico[J]. J Arid Environ, 72(5): 696−709.
VESTGARDEN LS, 2001. Carbon and nitrogen turnover in the early stage of scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needle litter decomposition: effects of internal and external nitrogen[J]. Soil Biol Biochem, 33(4/5): 465–474.
WARDLE DA, BONNER KI, NICHOLSON KS, 1997. Biodiversity and plant litter：experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function[J]. Oikos, 79(2): 247–258.
WU PP, DING YD, LI SL, et al., 2021. Carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry controls interspecific patterns of leaf litter-derived dissolved organic matter biodegradation in subtropical plantations of China[J]. iForest-Biogeosci For, 14: 80−85.
XIANG W, BAUHUS J, 2007. Does the addition of litter from N-fixing *Acacia mearnsii* accelerate leaf decomposition of *Eucalyptus globulus*?[J]. Aust J Bot, 55(5): 576–583.
ZHENG JQ, XU ZH, WANG YZ, et al., 2014. Non-additive effects of mixing different sources of dissolved organic matter on its biodegradation[J]. Soil Biol Biochem, 78: 160−169.